库布齐沙漠东部植被恢复对土壤生态化学计量的影响

刘　源[1,2]，　李晓晶[1,2]，　段玉玺[1,2]，　王　博[1,2]，
王伟峰[1,2]，　刘宗奇[1,2]，　冯　涛[1]
（1. 内蒙古自治区林业科学研究院，内蒙古　呼和浩特　010010；
2. 内蒙古达拉特荒漠生态系统国家定位观测研究站，内蒙古　鄂尔多斯　014300）

摘　要：为阐明植被恢复对风沙土生态化学计量特征的影响，以库布齐沙漠东段流动沙地、半固定沙地、油蒿固定沙地和沙柳固定沙地为研究对象，分析植被生物量和不同深度土层（0~60 cm）土壤C、N、P化学计量特征时空变化及其相关性。结果表明：（1）土壤C、N含量随植被恢复明显增加，而土壤P含量增幅较小，均在沙柳固定沙地达到最大值（5.86 g·kg^{-1}、0.41 g·kg^{-1}、1.74 g·kg^{-1}），各阶段土壤C、N、P含量均随土层加深逐渐降低，土壤P含量在各土层间差异较小。（2）不同阶段或土层间土壤化学计量比差异显著，随植被恢复土壤C:N先减小后增大，而C:P和N:P均逐渐增大，土壤C:P和N:P均随土层加深逐渐减小，而C:N则无明显变化规律。（3）土壤C、N、P两两间呈极显著正相关，均与地上和凋落物生物量呈显著正相关，土壤C:N与C:P、N:P均无显著相关关系，而土壤C:P与N:P呈显著正相关，且土壤C:P和N:P均与地上、地下和凋落物生物量呈显著正相关。综上所述，人工建植促进植被恢复可显著影响土壤C、N、P含量及化学计量特征，进而有效改善土壤理化性状，提高荒漠生态系统C、N固存能力。

关键词：库布齐沙漠；植被恢复；生物量；土壤；化学计量特征

碳（C）、氮（N）、磷（P）作为土壤养分和植物营养的主要组成元素，在调节植物生长和养分循环方面发挥着至关重要的作用[1]。植物从土壤吸收养分促进自身生长发育，以凋落物形式将养分归还土壤，这些物质和元素不断在土壤各层之间循环、转化和积累，从而维持生态系统各组分与功能的良性发展[2]。生态化学计量学作为一个重要的生态学研究领域，是基于元素（主要是C、N、P）比率来研究生态系统能量平衡、多重化学元素平衡及元素平衡与生态系统之间的交互影响，为生态系统保护与修复及系统C、N、P循环提供了新的研究思路和方向[3]。研究表明，土壤C、N、P含量及化学计量比与植被恢复密切相关，通过比值不仅可以直接反映土壤肥力，还能间接说明植物的营养状况，表征营养元素对植物生长的限制作用[4]。因此，研究植被恢复对土壤C、N、P含量及化学计量特征的影响，对于探索生态系统修复原理与方法，评价修复过程中植物–土壤耦合关系具有重要意义。

目前，关于生态系统修复中土壤生态化学计量特征的研究大部分集中于森林、草原、湿地等生态系统[5-7]，且主要探讨了计量特征对气候变化和环境因子的响应，研究区也多分布于黄土丘陵区、退耕草原区等[8-9]。我国作为世界上荒漠化最严重的国家之一，荒漠化面积占国土面积约24.48%[10]。对于荒漠生态系统，部分学者也对不同乔灌草植物各组分与土壤化学计量比开展了研究，如淑敏等[11]揭示了科尔沁沙地不同林龄樟子松土壤生态化学计量特征。陶冶等[12]讨论了古尔班通古特沙漠4种草本植物叶片与土壤生态化学计量比的变化趋势。库布齐沙漠是我国第七大沙漠，生态环境脆弱，土壤风蚀严重，是我国北方主要的沙源地。多年来，通过人工建植促进植被恢复，是典型的脆弱生态系统

收稿日期：2021-07-20；　**修订日期：**2021-09-30
基金项目：内蒙古自然科学基金项目（2021MS03066，2019MS03037）；内蒙古自治区林业和草原局科研能力提升项目（104004001）
作者简介：刘源（1992-），女，硕士，助理研究员，主要从事林业碳汇和荒漠化防治研究. E-mail: lyuan1992@163.com
通讯作者：李晓晶. E-mail: lixiaojing19880521@163.com

修复过程。针对该区域植被恢复的研究主要集中于土壤水分、土壤呼吸及生物结皮等[13-14]，而关于不同恢复阶段土壤生态化学计量特征的研究鲜有报道，基于此，本文根据植被恢复程度、植被覆盖度及建群种选取流动沙地、半固定沙地、油蒿固定沙地和沙柳固定沙地为研究对象，对各阶段植被生物量和不同深度土层土壤C、N、P含量及化学计量比的空间变化规律及相关性进行分析，阐明植被恢复和土层深度及交互作用对土壤生态化学计量特征的影响，旨在准确评估植被恢复各阶段土壤养分状况，揭示沙化土地植被恢复演替过程，为该地区沙漠化防治、生态系统修复和植被-土壤系统恢复的人工干预提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于内蒙古鄂尔多斯市准格尔旗境内布尔陶亥治沙站，地理位置40°3′42″N，110°48′30″E；海拔1100~1300 m，地处库布齐沙漠东缘，包含流动沙地、半固定沙地和固定沙地等沙漠地貌类型。该区域属于温带大陆性气候，气候干燥，昼夜温差较大，年均气温7.2 ℃，年均降水量335.5 mm，主要集中于7—9月，年均蒸发量2560.6 mm。全年干旱多风，主导风向为西南风（32.0%）和西北风（34.9%），年平均风速为3.3 $m\cdot s^{-1}$。研究区内土壤以风沙土为主，主要植物种包括沙柳（*Salix cheilophila*）、油蒿（*Artemisia ordosica*）、杨柴（*Hedysarum mongolicum*）和柠条（*Caragana korshinskii*）等。

1.2 试验设计

根据植被恢复程度、植被覆盖度及建群种划分样地类型：（1）流动沙地（Md）为裸露沙地，风蚀严重，生长少量一年生草本植物，植被覆盖度极小。（2）半固定沙地（Sf）因天然落种，生长少量先锋灌木油蒿及一年生草本植物，风蚀逐渐减弱。（3）油蒿固定沙地（Ar），2002年经人工飞播后逐渐形成以油蒿为建群种的固定沙地，植被覆盖度增大，土壤风蚀降低。（4）沙柳固定沙地（Sa）为2002年飞播油蒿和人工行带式扦插沙柳（3 m×1 m），最终形成以沙柳为优势种的顶级群落，有较厚的凋落物层，基本无风蚀。油蒿固定沙地和沙柳固定沙地二者地形基本一致，均处于沙丘迎风坡，气候背景值和生境条件基本相同。

野外调查和样品采集于2019年8—9月进行，各样地内均随机布设3块10 m×10 m的灌木样方及5块1 m×1 m的草本和凋落物样方，分别记录样方内植物种名、株数、高度、冠幅、盖度等指标，各样地基本情况见表1。

1.3 测定项目与方法

1.3.1 植被生物量测定　根据样方内实测灌木株高、冠幅、基径等生长参数平均值，选择3株标准株，采用全挖法获取灌木地下根系，地上部分全部收获后进行茎、叶分离，分别测定根、茎、叶总鲜重并取样。草本地下部分全挖，地上部分和凋落物采用收获法，分别测定鲜重并取样。植被层所有样品均取200 g（不足200 g按全部计）装入牛皮纸袋，带回实验室，烘箱内105 ℃杀青2 h，85 ℃烘干至恒重，由此计算样本生物量。

表1　研究区样地概况

Tab. 1　General information of study plots

样地类型	位置	恢复措施	盖度/%	优势植物	草本		灌木		
					株高/cm	密度/（株·m^{-2}）	株高/cm	密度/[株·（100m^2）$^{-1}$]	冠幅/m^2
Md	110°46′46.41″E，40°04′46.18″N	无	3.3	沙蓬（*Agriophyllum squarrosum*）、沙竹（*Psammochloa villosa*）	9.4	10.0	–	–	–
Sf	110°46′42.50″E，40°04′43.73″N	无	19.7	油蒿（*Artemisia ordosica*）、猪毛菜（*Salsola collina*）	9.2	46.0	53.2	18.0	1.2
Ar	110°47′52.56″E，40°04′24.22″N	飞播	48.5	油蒿、猪毛菜、杨柴（*Hedysarum mongolicum*）、	10.5	68.0	76.8	87.0	1.5
Sa	110°46′28.34″E，40°04′ 45.99″N	扦插+飞播	60.3	沙柳（*Salix cheilophila*）、油蒿、杨柴、狗尾草（*Setaria viridis*）	6.1	50.0	122.6	206.0	2.6

注：Md表示流动沙地；Sf表示半固定沙地；Ar表示油蒿固定沙地；Sa表示沙柳固定沙地。下同。

1.3.2 土壤理化性质测定 各样地内随机挖取3个土壤剖面，按0~10 cm、10~20 cm、20~40 cm、40~60 cm分为4层，环刀法测定各层原状土容重，在对应土层用土壤布袋混合取300 g土样带回实验室阴干、粉碎、过筛后待测，土壤有机碳采用重铬酸钾-浓硫酸氧化外加热法测定，全氮采用凯式定氮法测定，全磷采用高氯酸-硫酸消解钼锑抗比色法测定。

1.3.3 数据处理 试验数据处理及作图采用Excel 2013和SigmaPlot 14.0完成。采用SPSS 22.0软件进行统计分析检验，选取最小显著极差法(LSD)对各阶段植被生物量、土壤C、N、P含量及化学计量比进行差异显著性检验(α=0.05)，使用Pearson法对土壤C、N、P含量及生态化学计量比与植被生物量进行相关性分析，利用双因素方差分析检验植被恢复和土层深度及其交互作用对土壤C、N、P化学计量特征的影响。不同恢复阶段土壤C、N、P化学计量比采用质量比表示，图表中数据为平均值±标准误。

2 结果与分析

2.1 植被生物量差异性分析

由表2可知，不同恢复阶段植被总生物量差异显著(P<0.05)，并随植被恢复明显增加，表现为：流动沙地(3.31 $g\cdot m^{-2}$)<半固定沙地(32.43 $g\cdot m^{-2}$)<油蒿固定沙地(275.87 $g\cdot m^{-2}$)<沙柳固定沙地(889.39 $g\cdot m^{-2}$)。各阶段地上生物量分别是地下的2.98倍、3.02倍、5.49倍、2.46倍。除流动沙地无灌木生长外，其他阶段植被生物量均以灌木为主，占总生物量比例分别为：半固定沙地(9.96%)<油蒿固定沙地(89.17%)<沙柳固定沙地(96.12%)。灌木各器官生物量分配比例表现为：叶(22.67%)<根(27.56%)<茎(49.77%)。

研究区草本植物多以一年生为主且植株矮小，草本层在总生物量中占比较小，并随植被恢复呈减小趋势：流动沙地(100.0%)>半固定沙地(58.71%)>油蒿固定沙地(5.60%)>沙柳固定沙地(0.13%)。草本层生物量分配特征为地上部分(71.68%~79.95%)>地下部分(20.05%~28.32%)。流动沙地因风蚀导致地表无凋落物积累，其他各样地凋落物生物量随植被恢复逐渐增大。

2.2 风沙土C、N、P含量变化特征

植被恢复各阶段土壤有机碳和全氮含量差异显著(P<0.05)，均随植被恢复先缓慢后快速增加(图1)，表现为：流动沙地(1.33 $g\cdot kg^{-1}$、0.12 $g\cdot kg^{-1}$)<半固定沙地(1.52 $g\cdot kg^{-1}$、0.17 $g\cdot kg^{-1}$)<油蒿固定沙地(1.98 $g\cdot kg^{-1}$、0.19 $g\cdot kg^{-1}$)<沙柳固定沙地(5.86 $g\cdot kg^{-1}$、0.41 $g\cdot kg^{-1}$)。表层0~10 cm土壤有机碳和全氮含量随植被恢复增幅显著，最大值出现在沙柳固定沙地(2.69 $g\cdot kg^{-1}$、0.19 $g\cdot kg^{-1}$)，分别是流动沙地、半固定沙地和油蒿固定沙地的6.6倍、5.6倍、3.7倍和5.0倍、3.0倍、2.8倍，其他土层土壤有机碳和全氮含量增幅较小。土壤全磷含量随植被恢复逐渐增加但增幅较小，表现为：流动沙地(1.4 $g\cdot kg^{-1}$)<半固定沙地(1.45 $g\cdot kg^{-1}$)<油蒿固定沙地(1.47 $g\cdot kg^{-1}$)<沙柳固定沙地(1.74 $g\cdot kg^{-1}$)。垂直土壤剖面上，土壤碳氮磷含量随土层加深均逐渐减小，双因素方差分析表明(表3)，植被恢复对土壤碳氮磷含量的影响明显高于土层深度及交互作用。

2.3 风沙土生态化学计量变化特征

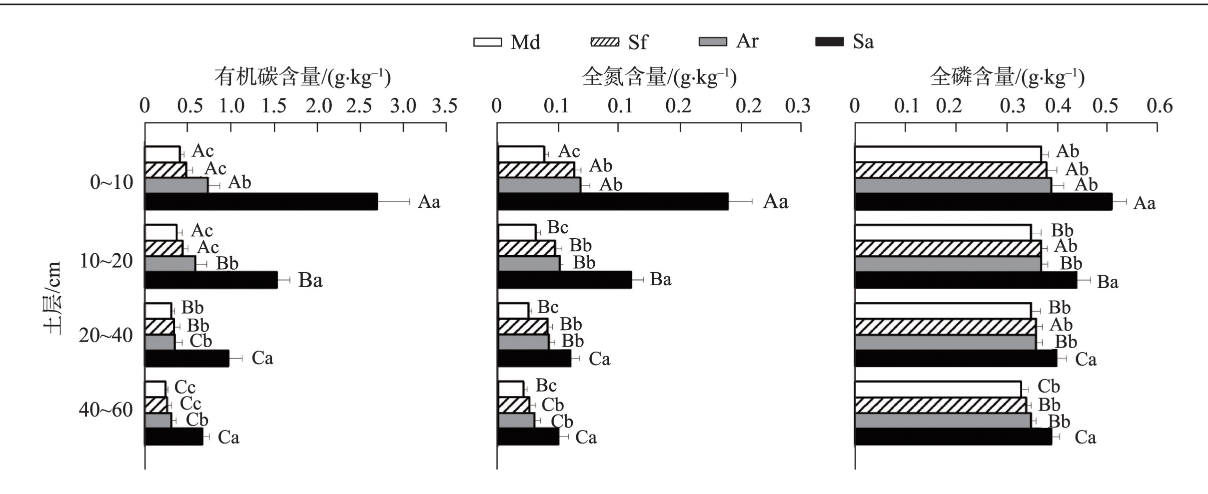
由图2可知，不同植被恢复阶段或土层间土壤C:N、C:P和N:P差异显著(P<0.05)。在沙漠化进

表2 不同样地植被生物量差异特征

Tab. 2 Difference characteristics of vegetation biomass in different areas

样地类型	植物种	灌木茎/($g\cdot m^{-2}$)	灌木叶/($g\cdot m^{-2}$)	灌木根/($g\cdot m^{-2}$)	草本地上部分/($g\cdot m^{-2}$)	草本地下部分/($g\cdot m^{-2}$)	凋落物/($g\cdot m^{-2}$)	地上生物量/($g\cdot m^{-2}$)	地下生物量/($g\cdot m^{-2}$)	总生物量/($g\cdot m^{-2}$)
Md		–	–	–	2.48±1.21b	0.83±0.81c	–	2.48d	0.83d	3.31d
Sf	油蒿	1.24±0.20e	1.07±0.27d	0.92±0.30d	14.42±4.11a	4.62±2.37a	10.16±0.32c	16.73c	5.54c	32.43c
Ar	油蒿	121.97±51.84b	31.22±17.95b	34.04±10.70b	12.36±8.63a	3.10±2.43b	34.89±19.87b	203.84b	37.14b	275.87b
	杨柴	29.34±6.25c	8.95±2.46c	20.47±4.68b						
Sa	沙柳	366.23±187.38a	141.81±76.64a	236.13±116.21a	0.81±0.19b	0.32±0.11c	71.26±39.59a	581.68a	236.45a	889.39a
	油蒿	44.66±7.23c	12.68±5.05c	27.72±5.62b						
	杨柴	11.44±6.16d	4.05±2.16c	10.13±3.28c						

注：同列不同字母表示差异显著(P<0.05)。



注:不同大写字母表示同一恢复阶段不同土层间差异显著,不同小写字母表示同一土层不同恢复阶段间差异显著(P<0.05)。下同。

图1 不同植被恢复阶段土壤C、N、P含量

Fig. 1 Contents of soil C, N and P in different vegetation restoration stages

程中,土壤C:N先减小后增大,而土壤C:P和N:P均逐渐增加,且在浅层土壤0~20 cm增幅较大,深层土壤增幅相对较小。垂直方向上,土壤C:P和N:P随土层加深呈减小趋势,而土壤C:N则无明显变化规律。由表4可知,植被恢复对土壤C:N、C:P及N:P变化的贡献率均明显高于土层深度及交互作用,说明人工建植促进植被恢复对物种多样性及微生境等的改变可显著影响土壤化学计量特征。

2.4 风沙土生态化学计量特征与生物量的相关性

从表5可知,土壤C、N、P含量两两间呈极显著正相关,均与地上生物量和凋落物生物量呈显著正相关,其中,土壤C、P与地下生物量呈极显著正相关。土壤C:N与C:P、N:P均无显著相关关系,而土壤C:P与N:P呈显著正相关。土壤C:N与地下生物量呈显著正相关,而土壤C:P和N:P与地上和凋落物生物量呈显著正相关,说明植被恢复对地上、地下及凋落物生物量的变化直接影响土壤质量状况及养分循环。

3 讨 论

3.1 不同恢复阶段植被生物量变化

植被生物量直接反映了植被的生长状况及当地自然环境的变化情况,主要受区域气候、土壤、地形及人为活动等因素影响[15]。本研究中,不同恢复阶段灌木层和草本层各器官生物量差异显著,且随植被恢复其地上、地下及凋落物生物量明显增加,表明人工建植促进植被恢复可显著增加荒漠生态系统净生产力,这与学者对科尔沁沙地[16]和毛乌素沙地[17]的研究结果一致。库布齐沙漠东部流动沙

表3 土壤C、N、P对环境因子的响应

Tab. 3 Response of soil C, N, P to environmental factors

指标	因素	df	均方	F	P	偏η^2	R^2
C	植被恢复	3	4.186	141.409	<0.001**	0.930	
	土层深度	3	0.900	30.398	<0.001**	0.740	0.927
	植被恢复×土层深度	9	0.308	10.421	<0.001**	0.746	
N	植被恢复	3	0.015	132.015	<0.001**	0.925	
	土层深度	3	0.008	66.526	<0.001**	0.862	0.939
	植被恢复×土层深度	9	0.002	16.178	<0.001**	0.820	
P	植被恢复	3	0.022	87.592	<0.001**	0.891	
	土层深度	3	0.014	55.240	<0.001**	0.838	0.910
	植被恢复×土层深度	9	0.002	6.924	<0.001**	0.661	

注:*表示P<0.05水平上显著;**表示P<0.01水平上显著;df表示自由度;F表示统计量;偏η^2表示效应量;R^2表示相关系数。下同。

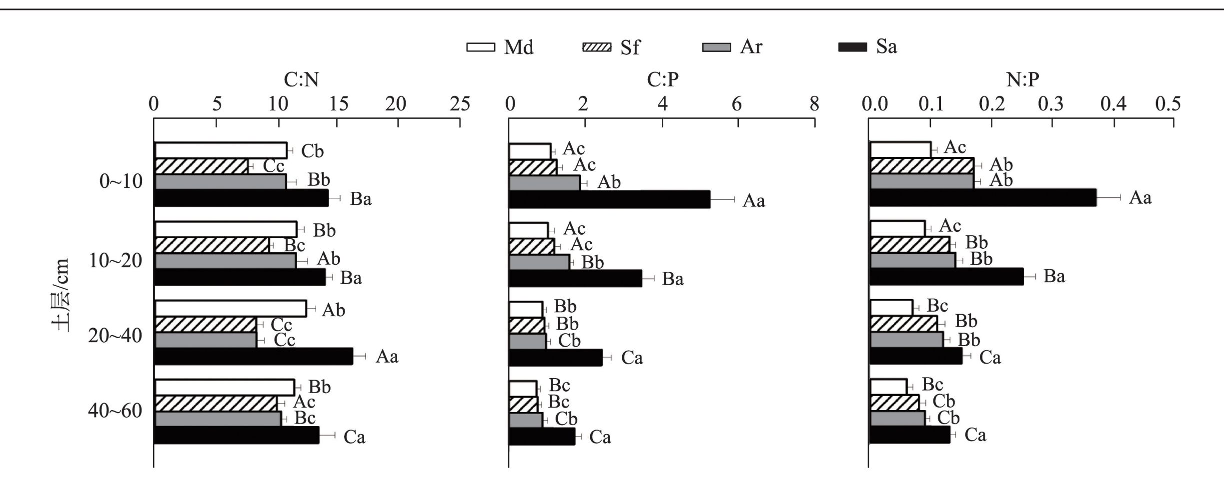


图2　不同植被恢复阶段土壤生态化学计量特征

Fig. 2　Soil stoichiometric characteristics in different vegetation restoration stages

表4　土壤C、N、P化学计量比对环境因子的响应

Tab. 4　Response of soil C, N, P stoichiometric ratio to environmental factors

指标	因素	*df*	均方	*F*	*P*	偏η^2	R^2
C:N	植被恢复	3	106.406	17.318	<0.001**	0.619	
	土层深度	3	16.357	2.662	0.065*	0.200	0.608
	植被恢复×土层深度	9	19.024	3.096	0.009**	0.465	
C:P	植被恢复	3	16.311	87.361	<0.001**	0.891	
	土层深度	3	2.497	13.377	<0.001**	0.556	0.87
	植被恢复×土层深度	9	0.555	2.971	0.011	0.455	
N:P	植被恢复	3	0.052	84.467	<0.001**	0.888	
	土层深度	3	0.026	42.394	<0.001**	0.799	0.901
	植被恢复×土层深度	9	0.004	6.887	<0.001**	0.660	

表5　土壤生态化学计量特征与生物量的相关系数

Tab. 5　Correlation coefficients between soil ecological stoichiometry and biomass

	C	N	P	C:N	C:P	N:P	AGB	UGB	LB
C	1	0.986**	0.995**	0.856	0.996**	0.969*	0.976*	0.998**	0.939*
N		1	0.998**	0.757	0.987*	0.996**	0.976*	0.983*	0.956*
P			1	0.801	0.995**	0.988*	0.978*	0.993**	0.951*
C:N				1	0.853	0.704	0.794	0.862*	0.711
C:P					1	0.971*	0.981*	0.995**	0.946*
N:P						1	0.974*	0.967*	0.965*
AGB							1	0.981*	0.990**
UGB								1	0.946*

注：*表示P<0.05水平上显著；**表示P<0.01水平上显著；AGB表示地上生物量；UGB表示地下生物量；LB表示凋落物生物量。

地地表裸露，仅分布少量一年生草本，无凋落物且生物量较小，半固定沙地因天然落种生长少量灌木及草本，自然恢复较为缓慢，其地上、地下及凋落物生物量增量较少，而经飞播和植苗造林形成的人工固定沙地，群落结构相对稳定，植被丰富度和覆盖度明显增加。固定沙地因建群种不同，生物量也存在较大差异，沙柳固定沙地植被生物量显著高于油蒿固定沙地。一方面，研究区干旱多风，地表风蚀严重，水分缺乏，对人工飞播油蒿的落种、萌发及幼苗生长有一定的阻碍作用，延长了其生长发育形成稳定群落的时间，而人工植苗造林选取优良沙柳苗木进行适时适地栽植，成活率较高并能在短时期内

形成生长旺盛的优势群落;另一方面,沙柳作为库布齐沙漠的优良乡土固沙树种,相比油蒿具有萌蘖力强、生长迅速、根繁系大的特点,人工栽植后可在短期内形成枝繁叶茂的沙柳林带。本研究中,沙柳群落生物量(889.39 g·m^{-2})与乌兰布和沙漠东南梭梭群落[18](642~1641 g·m^{-2})和准噶尔东南缘沙漠梭梭群落[19](669~1939 g·m^{-2})接近,油蒿群落生物量(275.87 g·m^{-2})略高于毛乌素沙地油蒿群落[20](120~235 g·m^{-2})。同时,本研究中库布齐东段荒漠生态系统平均生物量为305.43 g·m^{-2},与北美Mojave(180~247 g·m^{-2})[21]和Chihuahuan(160~320 g·m^{-2})[22]温带沙漠平均生物量接近,但远低于全球荒漠生态系统平均生物量(700 g·m^{-2})[23],说明该地区植物现存水平依然较低,生态系统十分脆弱,稳定性差,植被恢复过程中合理的土地利用和科学的管理方式是退化生态系统修复并实现沙漠化逆转的重要措施。

3.2 植被恢复对土壤C、N、P含量的影响

土壤C、N、P是土壤养分的重要组成部分,主要受凋落物分解、根系分泌物、土壤矿化及微生物活动等影响[24]。本研究中,流动沙地土质粗松、风蚀严重、养分匮乏,覆盖度极低,当采取人工措施促进植被恢复时,林木密度、植被覆盖度逐渐增大,风蚀减弱,土壤流失量降低,大量营养物质被固定在植物组织中,地上、地下及凋落物生物量增加,促进了土壤碳氮的积累。此外,植被的生长增加了土层中营养元素及有机质含量,促进养分有效化,植被根系固持土壤,增加土壤孔隙度的同时有效改善土壤水热条件,提高了微生物活性,加速其对凋落物及动植物残体的分解速率,有助于碳氮元素回归土壤[25-26]。其中,半固定沙地相比固定沙地其植物种类少,生物量较小,所以土壤碳氮含量小于固定沙地。沙柳固定沙地植物种类丰富,生物量最大,总生物量是油蒿固定沙地的3.22倍,且沙柳根系萌蘖力强,分布范围广,可有效改良土壤,而油蒿根系仅分布于浅层土壤,这也是沙柳固定沙地土壤碳氮磷含量高于油蒿固定沙地的主要原因。本研究表明,土壤有机碳和全氮含量随植被恢复逐渐增加,这与李尝君等[27]的研究结果一致,刘建康等[28]在毛乌素沙地的研究也表明,土壤有机碳和全氮含量随沙地封育年限延长及植被恢复逐渐增加。但土壤磷主要来源于岩石风化,其含量受成土母质、气候及土地利用类型影响较大,因此,土壤磷含量随植被恢复虽有所增加但差异较小,这与董正武等[29]的研究结果类似。

土层深度也是影响土壤养分分布的重要因素,本研究中,土壤C、N、P含量随土层加深均逐渐减小且层级间差异显著,其中土壤C、N存在明显的表层富集现象,0~20 cm土壤C、N含量分别占其总量的64.5%与64.4%。荒漠地区表层土壤疏松、透气性良好,呈现好氧环境,土壤微生物活性较高利于凋落物分解,加之植物-土壤交互作用主要集中于0~30 cm根际层,根系分泌物有效积累并实现土壤养分截留,因此出现表层养分富集现象[27]。土壤P含量的垂直变化较小,这与大多研究[30-31]结果一致。总体来说,库布齐沙漠固定沙地土壤C、N平均含量(0.98 g·kg^{-1}、0.08 g·kg^{-1})均低于乌兰布和沙漠[32](2.45 g·kg^{-1}、0.26 g·kg^{-1})和古尔班通古特沙漠[33](1.057 g·kg^{-1}、0.133 g·kg^{-1}),但土壤P含量(0.40 g·kg^{-1})却高于二者(0.28 g·kg^{-1}、0.319 g·kg^{-1}),表明该区域土壤C、N、P元素贫瘠。

3.3 植被恢复对土壤化学计量特征的影响

土壤碳氮磷化学计量特征是表征土壤养分质量状况和循环变化的重要指标,受区域气候、立地条件及植被类型等影响,空间异质性较大[34]。本研究中库布齐沙漠固定沙地灌木群落土壤C:N(11.26)高于古尔班通古特沙漠灌木群落[33](8.12),与中国陆地土壤C:N(10~12)平均值接近[35]。有学者指出土壤C:N与有机质分解速率呈负相关[36],本文中土壤C:N随植被恢复先减小后增大,这与不同恢复阶段土壤碳氮增加速率直接相关。研究表明,固沙植物油蒿、杨柴、沙柳根际土壤自身固氮菌菌株数量级达到了10^{7}[37],其中,半固定沙地植物种单一,生物量仅有32.43 g·cm^{-2},但油蒿根系的生长加速了土壤氮积累,使土壤N增加速率大于C,故而土壤C:N在半固定沙地最小。固定沙地在植被恢复过程中群落生物量大幅增加,分解并进入土壤的碳素快速累积,使土壤C增加速率大于N,同时植被生长有效改良土壤质地,增强土壤对有机质的保护作用,其中沙柳固定沙地土壤C含量最大,因此其土壤C:N最大。土壤C:P是表示土壤P有效性和衡量土壤微生物对有机质的矿化的关键指标,本研究中土壤C:P(1.63)远低于中国陆地平均值(52.70)及全球陆地平均水平[38](72.00),而较低的土壤C:P有利于微生物对有机质的分解及养分释放,意味着研究区土壤P表现为净矿化,有效性较高。土壤N:P作为

养分限制的预测因子，也是判断N饱和的重要指标，研究区土壤N:P（0.14）远低于中国陆地平均值（3.90）、全球陆地平均水平（5.90）及温带荒漠平均值（1.20）[35,38]，说明该地区土壤表现为严重的N限制。土壤C:P与N:P均表现出随植被恢复逐渐增大的趋势，这是因为土壤碳氮含量随植被恢复逐渐增加，而P是一种沉积性元素，其变异性较低。

本研究中，土壤C:P和N:P均随土层加深逐渐减小，受地表凋落物分解及环境因素等影响，养分归还主要集中于表层土壤，随土层加深，植物根系减少且土壤微生物活性降低，土壤C、N含量逐渐减小[25]。而土壤C:N随土层加深则无明显变化规律，这与张珂等[39]的研究结果一致，可能与区域气候（降雨、温度、风速等）、植被类型和土壤恢复程度及养分释放速率在不同阶段的差异有关，导致土壤养分在不同恢复阶段不同土层的分布不均匀，进而影响土壤C:N的垂直分异。

4 结 论

（1）从流动沙地到沙柳固定沙地，物种丰富度和植被覆盖度逐渐增加，植被总生物量由3.31 $g\cdot m^{-2}$显著增加到889.39 $g\cdot m^{-2}$，植被生长有效改良土壤结构，增加有机质含量，促进土壤C、N的积累，其中土壤C含量随植被恢复增加340.60%，土壤N含量增加256.52%，而土壤P主要受成土母质、土地利用等影响，其含量增幅较小。

（2）不同阶段土壤化学计量比差异显著，并随植被恢复土壤C:N先减小后增大，而C:P和N:P由于土壤C、N含量的增加均逐渐增大。垂直土壤剖面上，各阶段土壤C、N、P含量和土壤C:P、N:P均随土层加深逐渐减小，其中土壤C、N含量表现出明显的表层富集现象，0~10 cm土壤C、N含量约占总含量的30.83%~46.34 %，而C:N则无明显变化规律。

（3）土壤C、N、P含量两两间呈极显著正相关，均与地上和凋落物生物量呈显著正相关，土壤C:N与地下生物量呈显著正相关，而土壤C:P和N:P与地上和凋落物生物量呈显著正相关，说明人工建植促进植被恢复可显著影响土壤C、N、P含量及化学计量特征，最终实现沙漠化的有效和稳定逆转。

参考文献（References）：

[1] Sistla S A, Schimel J P. Stoichiometric flexibility as a regulator of carbon and nutrient cycling in terrestrial ecosystems under change[J]. New Phytologist, 2012, 196(1): 68–78.

[2] Fan H B, Wu J P, Liu W F, et al. Linkages of plant and soil C:N:P stoichiometry and their relationships to forest growth in subtropical plantations[J]. Plant and Soil, 2015, 392(1–2): 127–138.

[3] Hessen D O, Elser J J. Elements of ecology and evolution[J]. Munksgaard International Publishers, 2005, 109(1): 3–5.

[4] Bastin J F, Finegold Y, Garcia C, et al. The global tree restoration potential[J]. Science, 2019, 365(6448): 76–79.

[5] 刘兴诏, 周国逸, 张德强, 等. 南亚热带森林不同演替阶段植物与土壤中N、P的化学计量特征[J]. 植物生态学报, 2010, 34(1): 68–75. [Liu Xingzhao, Zhou Guoyi, Zhang Deqiang, et al. N and P stoichiometry of plant and soil in lower subtropical forest successional series in southern China[J]. Chinese Journal of Plant Ecology, 2010, 34(1): 68–75.]

[6] 宁志英, 李玉霖, 杨红玲, 等. 沙化草地土壤碳氮磷化学计量特征及其对植被生产力和多样性的影响[J]. 生态学报, 2019, 39(10): 3537–3546. [Ning Zhiying, Li Yulin, Yang Hongling, et al. Stoichimetry and effects of carbin, nitrogen, and phosphorus in soil of desertified grasslands on community productivity and species diversity[J]. Acta Eccologica Sinica, 2019, 39(10): 3537–3546.]

[7] 赵海燕, 张剑, 刘冬, 等. 不同沼泽湿地土壤碳氮磷生态化学计量学特征及其影响因素[J]. 干旱区研究, 2020, 37(3): 618–626. [Zhao Haiyan, Zhang Jian, Liu Dong, et al. Characteristics and determining factors for ecological stoichiometry of soil carbon, nitrogen, and phosphorus in different marsh wetlands[J]. Arid Zone Reserch, 2020, 37(3): 618–626.]

[8] 高德新, 张伟, 任成杰, 等. 黄土高原典型植被恢复过程土壤与叶片生态化学计量特征[J]. 生态学报, 2019, 39(10): 3622–3630. [Gao Dexing, Zhang Wei, Ren Chengjie, et al. Ecological stoichiometry characteristics of soil and leaves during the recovery process of typical vegetation on the Loess Plateau[J]. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(10): 3622–3630.]

[9] 饶丽仙, 沈艳, 聂明鹤. 宁夏典型草原不同退耕年限草地植物–土壤生态化学计量特征[J]. 草业学报, 2017, 26(4): 43–52. [Rao Lixian, Shen Yan, Nie Minghe, et al. Effect of grassland restoration duration on plant-soil ecological stoichiometry characteristics in a typical steppe[J]. Acta Prataculturae Sinica, 2017, 26(4): 43–52.]

[10] 周日平. 中国荒漠化分区与时空演变[J]. 地球信息科学学报. 2019, 21(5): 675–687. [Zhou Riping. Zonation and spatiotemporal evolution of China's desertification[J]. Journal of Geo-Information Science, 2019, 21(5): 675–687.]

[11] 淑敏, 姜涛, 王东丽, 等. 科尔沁沙地不同林龄樟子松人工林土壤生态化学计量特征[J]. 干旱区研究, 2018, 35(4): 789–795. [Shu Min, Jiang Tao, Wang Dongli, et al. Soil ecological stoichiometry under the planted of *Pinus sylvestris* var. *mongolica* forests with different stand ages in the Horqin Sandy Land[J]. Arid Zone Reserch, 2018, 35(4): 789–795.]

[12] 陶治, 张元明. 古尔班通古特沙漠4种草本植物叶片与土壤的化学计量特征[J]. 应用生态学报, 2015, 26(3): 659–665. [Tao Ye, Zhang Yuanming. Leaf and soil stoichiometry of four herbs in the Gurbantunggut Desert[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2015, 26(3): 659–665.]

[13] 刘源, 段玉玺, 王博, 等. 库布齐东段典型人工固沙林土壤水分时空变化特征[J]. 西北林学院学报, 2021, 36(1): 1–8. [Liu Yuan, Duan Yuxi, Wang Bo, et al. Spatial and temporal characteristics of soil moisture in typical sand fixation plantations in the eastern Hobq[J]. Journal of Northwest Forestry University, 2021, 36(1): 1–8.]

[14] 王博, 段玉玺, 王伟峰, 等. 库布齐东缘沙漠化逆转过程中土壤呼吸及其温度敏感性变化[J]. 应用生态学报, 2020, 31(1): 104–112. [Wang Bo, Duan Yuxi, Wang Weifeng, et al. Variations of soil respiration and its temperature sensitivity in the reversion process of desertification in the eastern Hobq Desert[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2020, 31(1): 104–112.]

[15] 郝文芳, 陈存根, 梁宗锁, 等. 植被生物量的研究进展[J]. 西北农林科技大学学报(自然科学版), 2008, 36(2): 175–182. [Hao Wenfang, Chen Cungen, Liang Zongsuo, et al. Research advances in vegetation biomass[J]. Journal of Northwest A & F University(Natural Science Edition), 2008, 36(2): 175–182.]

[16] 苏永中, 张铜会, 赵哈林, 等. 科尔沁沙地不同年代小叶锦鸡儿人工林植物群落特征及其土壤特性[J]. 植物生态学报, 2004, 28(1): 93–100. [Su Yongzhong, Zhang Tonghui, Zhao Halin, et al. Characteristics of plant community and soil properties in the plantation chronosequence of *Caragana Microphylla* in Horqin Sandy Land[J]. Acta Phytoecologica Sinica, 2004, 28(1): 93–100.]

[17] 钱洲, 俞元春, 俞小鹏, 等. 毛乌素沙地飞播造林植被恢复特征及土壤性质变化[J]. 中南林业科技大学学报, 2014, 34(4): 102–107. [Qian Zhou, Yu Yuanchun, Yu Xiaopeng, et al. Changes of vegetation characteristics and soil properties in Mu Us Sandy Land by aerial seeding afforestation[J]. Journal of Central South University of Forestry & Technology, 2014, 34(4): 102–107.]

[18] 宋朝枢. 乌拉特梭梭林自然保护区科学考察集[M]. 北京: 中国林业出版社, 2000. [Song Chaoshu. Scientific Servey of Wulate *Haloxylon Ammodendron* Forst Nature Reserve[M]. Beijing: China Forestry Press, 2000.]

[19] 王春玲, 郭泉水,谭德远, 等. 准噶尔盆地东南缘不同生境条件下梭梭群落结构特征研究[J]. 应用生态学报, 2005, 16(7): 1224–1229. [Wang Chunling, Guo Quanshui, Tan Deyuan, et al. *Haloxylon ammodendron* community patterns in different habitats along southeastern edge of Zhunger Basin[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2005, 16(7): 1224–1229.]

[20] Li C P, Xiao C W. Above-and belowground biomass of *Artemisiaor-Dosica* communities in three contrasting habitats of the Mu Us Desert, northern China[J]. Journal of Arid Environments, 2007, 70(2): 195–207.

[21] Comstock J. Ecological communities and processes in a mojave desert ecosystem, Rock Valley, Nevada[J]. Trends in Ecology & Evolution, 1996, 11(12): 524–525.

[22] Havstad K M, Huenneke L F, Schlesinger W H. Structure and Function of a Chihuahuan Desert Ecosystem[M]. New York: Oxford University Press, 2006.

[23] Houghton R A, Hall F, Goetz S J. Importance of biomass in the global carbon cycle[J]. Journal of Geophysical Research, 2009, 114 (3): 1–13.

[24] Gao Y, He N P, Yu G R, et al. Long-term effects of different land use trpes on C, N, and P stoichiometry and storage in subtropical ecosystems: A case study in China[J]. Ecological Engineering, 2014, 67(1): 171–181.

[25] Harris W N, Moretto A S, Distel R A, et al. Fire and grazing in grasslands of the Argentine Caldenal: Effects on plant and soil carbon and nitrogen[J]. Acta Oecologica, 2007, 32(2): 207–214.

[26] 王博, 段玉玺, 王伟峰, 等. 库布齐东段不同植被恢复阶段荒漠生态系统碳氮储量及分配格局[J]. 生态学报, 2019, 39(7): 2470–2480. [Wang Bo, Duan Yuxi, Wang Weifeng, et al. Carbon and nitrogen storage and distribution patterns of desert ecosystems at different vegetation restoration stages in the eastern Hobq Desert[J]. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(7): 2470–2480.]

[27] 李尝君, 曾凡江, 郭京衡, 等. 植被恢复程度与沙地土壤性质——以塔克拉玛干沙漠南缘为例[J]. 干旱区研究, 2015, 32(6): 1061–1067. [Li Changjun, Zeng Fanjiang, Guo Jingheng, et al. Soil properties of different sandylands under different vegetation recovering levels: A case in southern Taklimakan Desert[J]. Arid Zone Reserch, 2015, 32(6): 1061–1067.]

[28] 刘建康. 毛乌素沙地油蒿群落退化与封育恢复特征及机制研究[D]. 北京: 北京林业大学, 2019. [Liu Jiankang. Study on Characteristics and Mechanisms of Degradation and Enclosure Restoration about *Artemisia ordosica* Community in Mu Us Desert[D]. Beijing: Beijing Forestry University, 2019.]

[29] 董正武, 玉米提·哈力克, 李生宇, 等. 古尔班通古特沙漠西南缘柽柳沙包的土壤化学计量特征[J]. 生态学报, 2020, 40(20): 7389–7400. [Dong Zhengwu, Umut Halik, Li Shengyu, et al. Soil stoichiometric characteristics of *Tamarix* cones in the southwest margin of Gurbantunggut Desert[J]. Acta Ecologica Sinica, 2020, 40(20): 7389–7400.]

[30] Shuai O Y, Xiang W H, Gou M M, et al. Variations in soil carbon, nitrogen, phosphorus and stoichiometry along forest succession in southern China[J]. Biogeosciences Discussions, 2017, 10(8): 1–27.

[31] 刘进辉, 王雪芹, 马洋. 沙漠绿洲过渡带柽柳灌丛沙堆–丘间地系统土壤养分空间异质性[J]. 生态学报, 2016, 36(4): 979–990. [Liu Jinhui, Wang Xueqin, Ma Yang. Spatial variation of soil nutrients of *Tamarix ramosissima* nebkhas and interdune areas in a desert-oasis ecotone[J]. Acta Ecologica Sinica, 2016, 36(4): 979–990.]

[32] 董雪, 辛智鸣, 黄雅茹, 等. 乌兰布和沙漠典型灌木群落土壤化学计量特征[J]. 生态学报, 2019, 39(17): 6247–6256. [Dong Xue, Xin Zhimin, Huang Yaru, et al. Soil stoichiometry in typical shrub

communities in the Ulan Buh Desert[J]. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(17): 6247–6256.]

[33] 陶冶, 吴甘霖, 刘耀斌, 等. 古尔班通古特沙漠典型灌木群落土壤化学计量特征及其影响因素[J]. 中国沙漠, 2017, 37(2): 305–314. [Tao Ye, Wu Ganlin, Liu Yaobin, et al. Soil stoichiometry and their influencing factors in typical shrub communities in the Gurbantunggut Desert, China[J]. Journal of Desert Research, 2017, 37(2): 305–314.]

[34] 周晓兵, 陶冶, 吴林, 等. 塔克拉玛干沙漠南缘荒漠绿洲过渡带不同土地利用影响下土壤化学计量特征[J]. 生态学报, 2019, 39(3): 969–980. [Zhou Xiaobing, Tao Ye, Wu Ling, et al. Soil stoichiometry in different land-use categories in desert-oasis ecotones of the southern Taklimakan Desert[J]. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(3): 969–980.]

[35] Tian H Q, Chen G S, Zhang C, et al. Pattern and variation of C:N:P ratios in China's soils: A synthesis of observational data[J]. Biogeochemistry, 2010, 98(1–3): 139–151.

[36] An H, Li G Q. Effects of grazing on carbon and nitrogen in plants and soils in a semiarid desert grassland, China[J]. Journal of Arid Land, 2015, 7(3): 341–349.

[37] 赵志强. 鄂尔多斯几种沙生植物根际自身固氮菌的筛选及对杨柴接种效应研究[D]. 成都: 四川农业大学, 2008. [Zhao Zhiqiang. Isolation of Nitrogen Fixing Bacteria and Study on Effects of Inoculation with *Hedysarum fruticosum* var. *mongolicum* in Erdos [D]. Chengdu: Sichuan Agricultural University, 2008.]

[38] Cleveland C C, Liptzin D. C:N:P stoichiometry in soil: Is there a "Redfield ratio" for the microbial biomass[J]. Biogeochemistry, 2007, 85(3): 235–252.

[39] 张珂, 苏永中, 王婷, 等. 荒漠绿洲区不同种植年限人工梭梭林土壤化学计量特征[J]. 生态学报, 2016, 36(11): 3235–3243. [Zhang Ke, Su Yongzhong, Wang Ting, et al. Soil stoichiometry characteristics of *Haloxylon ammodendron* with different plantation age in the desert-oasis ecotone, North China[J]. Acta Ecologica Sinica, 2016, 36(11): 3235–3243.]

Effects of vegetation restoration on soil stoichiometry in the eastern Hobq Desert

LIU Yuan[1,2], LI Xiaojing[1,2], DUAN Yuxi[1,2], WANG Bo[1,2], WANG Weifeng[1,2], LIU Zongqi[1,2], FENG Tao[1]

(1. Inner Mongolia Forestry Research Institute, Hohhot 010010, Inner Mongolia, China;
2. Inner Mongolia Dalate Desert Ecosystem Research Station, Ordos 014300, Inner Mongolia, China)

Abstract: To clarify the impact of vegetation restoration on stoichiometric characteristics, aeolian sandy soil, mobile sandy land, semi-fixed sandy land, *Artemisia ordosica*-fixed sandy land, and *Salix psammophila*-fixed sandy land in the eastern part of Kubuqi were selected as research areas. This research analyzed temporal and spatial changes and the correlations among vegetation biomass and soil carbon, nitrogen, and phosphorus stoichiometry at different depths (0–60 cm). Results show the following: (1) the content of soil C and N significantly increased with vegetation restoration, whereas the content of soil P slightly increased and reached a maximum value in *Salix cheilophila*-fixed sandy land (5.86 $g\cdot kg^{-1}$, 0.41 $g\cdot kg^{-1}$, 1.74 $g\cdot kg^{-1}$), the content of C, N, and P in soil decreased with soil layer depth, and the difference in the P content in the soil layer was small. (2) The soil stoichiometric ratio at different stages or soil layers was significantly different with vegetation restoration. Soil C:N first decreased and then increased, whereas C:P and N:P increased gradually. Soil C:P and N:P decreased gradually with deepening of the soil layer, whereas C:N had no obvious change. (3) Soil C, N, and P were significantly and positively correlated with aboveground and litter biomass and there was no significant correlation between soil C:N and C:P and N:P. However, soil C:P was positively correlated with N:P, and soil C:P and N:P were positively correlated with aboveground, underground, and litter biomass. In conclusion, artificial planting to promote vegetation restoration can significantly affect the content and stoichiometric characteristics of soil C, N, and P to effectively improve soil physical and chemical properties and enhance the carbon and nitrogen sequestration capacity of the desert ecosystem.

Keywords: Hobq Desert; vegetation restoration; biomass; soil; stoichiometric characteristics